

---

---

## СИСТЕМНЫЙ АНАЛИЗ И МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

---

---

5. Jel'kin M. D. Strukturno-dinamicheskie modeli dimerov benzojnoj i izonikotinovoj kislot / M. D. Jel'kin, D. M. Nuralieva, I. I. Gordeev // Prikaspijskij zhurnal: upravlenie i vysokie tehnologii. – 2011. – № 1 (13). – S. 35–42.
6. Jel'kin M. D. Uchet angarmonicheskogo smewenija polos v model'nyh raschetah kolebatel'nyh spektrov dimerov s vodorodnoj svjaz'ju / M. D. Jel'kin, L. M. Babkov // Izvestija Saratovskogo gos. un-ta. – 2011. – T. 11, vyp. 1. – S. 20–25.
7. Antony J. Anharmonic midinfrared vibrational spectra of benzoic acid monomer and dimer / J. Antony, G. Helden, G. Meijer, B. Schmidt // J. Chem. Physics. – 2005. – 123, 014305. – 1–11.
8. Bunaian A. A. FT-IR spectrophotometric analysis of acetilsalicylic acid and its pharmaceutical formulations / A. A. Bunaian, H. Y. Abool-Enein, S. Flischin // Canadian Journal of analytical Sciences and spectroscopy. – 2006. – Vol. 51 – P. 253–259.
9. Florio G. M. Theoretical modeling of the OH stretch infrared spectrum of carboxylic acid dimers on first-principles anharmonic coupling / G. M. Florio, T. S. Zwier, E. M. Myshakin, K. D. Jordan, E. L. Sibert // J. Chem. Physic. – 2003. – Vol. 118, № 4. – P. 1735–1746.
10. Frisch M. J. Gaussian 03 / M. J. Frisch // Revision B.03. – Pittsburg PA. : Gaussian Inc., 2003.
11. Hoy A. R. Anharmonic force constants calculation / A. R. Hoy, I. M. Mills, G. Strey // J. Mol. Phys. – 1972. – Vol. 21, № 6. – P. 1265–1290.
12. Jadrijevic M. FTIR and NMR spectroscopic studies of salicylic acid derivatives / M. Jadrijevic, M. Takae, D. Topic // Acta Pharm. – 2004. – Vol. 54 – P. 1777–197.
13. Mukherjee V. FTIR and Raman spectra and optimized geometry of 2, 3, 6-tri-fluorobenzoic acid dimer: A DFT and SQMFF study / V. Mukherjee, N. P. Singha, R. A. Yadav // Spectrochim. Acta. – 2010. – Vol. 77A, № 4. – P. 787–794.
14. Sing Y. D. Numeric simulation of the internal vibrational of COOH group in aminosalicylic acids / Y. D. Sing, R. Das, R. A. Sing // African journal of biochemistry research. – 2007. – Vol. 1 (2). – P. 19–23.

УДК 504.064.36

### РАЗРАБОТКА МАТЕМАТИЧЕСКОГО И ИНФОРМАЦИОННО-ПРОГРАММНОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ ВЛИЯНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА СОСТОЯНИЕ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ

*Юречко Марина Алексеевна, аспирант, Астраханский государственный университет, 414056, Россия, г. Астрахань, ул. Татищева, 20а, e-mail: marinamore@bk.ru.*

*Шиккульская Ольга Михайловна, доктор технических наук, профессор, Астраханский государственный университет 414056, Россия, г. Астрахань, ул. Татищева, 20а, e-mail: shikul@mail.ru, oshikulskaya@aspu.ru.*

*Увеличение концентрации тяжелых металлов в водах Волго-Каспийского региона отражается на физиологическом состоянии рыб и, как следствие, приводит к снижению численности ценных пород. Астраханскими учеными в процессе исследования биогеохимического состава вод бассейна Нижней Волги получены большие объемы экспериментальных данных. Однако сложность учета влияния всего многообразия факторов на ихтиофауну, необходимость проведения дорогостоящих натуральных экспериментов делают актуальной задачу математического и компьютерного моделирования влияния тяжелых металлов на живые организмы в биогеохимических условиях Нижней Волги.*

*На основе анализа предметной области авторами систематизированы факторы, влияющие на состояние ихтиофауны, классифицированы состояния водной экосистемы, разработана математическая модель для их идентификации на основе модифицированного перцептрона, определены качественные и количественные входные параметры системы, разработаны функциональная и информационно-логическая модели информационной сис-*

темы для исследования влияния тяжелых металлов на живые организмы с целью создания проблемно-ориентированного программного обеспечения.

Практическое применение разрабатываемого авторами программного обеспечения на основе предложенной модернизированной модели перцептрона позволит решить ряд проблем по изучению влияния тяжелых металлов на живые организмы в биогеохимических условиях Нижней Волги и улучшению экологической обстановки, а также значительно снизить затраты на проведение исследований за счет сокращения количества натуральных экспериментов.

**Ключевые слова:** буферная зона, моделирование, перцептрон, искусственный интеллект, идентификация, биогеохимические условия, экосистема, тяжелые металлы.

#### **DEVELOPMENT MATHEMATICAL AND THE INFORMATION SOFTWARE FOR RESEARCH OF INFLUENCE OF HEAVY METALS ON THE CONDITION OF THE WATER ECOSYSTEM**

*Yurechko Marina A., postgraduate student, Astrakhan State University, 414056, Russia, Astrakhan, 20a, Tatishchev st., e-mail: marinanamore@bk.ru.*

*Shikulskaya Olga M., Ph.D. (Engineering), Professor, Astrakhan State University, 414056, Russia, Astrakhan, 20a, Tatishchev st., e-mail: oshikulskaya@aspu.ru, shikul@mail.ru.*

*The increase in concentration of heavy metals in waters of Volga-Caspian region is reflected in a physiological condition of fishes and as consequence leads to decrease in number of valuable breeds. The Astrakhan scientists in the course of biogeochemical structure of the Bottom Volga pool waters research receive great volumes of experimental data. However complexity of the account of all factors variety influence on fish fauna, necessity of carrying out of expensive natural experiments do actual a problem of mathematical and computer modelling of heavy metals influence on live organisms in biogeochemical conditions of the Bottom Volga.*

*On the basis of the subject domain analysis authors systematise the factors influencing a condition fish fauna, conditions of a water ecosystem are classified, the mathematical model is developed for their identification on the basis of modified perceptron, qualitative and quantitative input parametres of system are defined, functional and information-logical models of information system are developed for research of heavy metals influence on live organisms for the purpose of the problem-focused software creation.*

*Practical application of the software developed by authors on the basis of the offered modernised model perceptron will allow to solve a number of problems on studying of heavy metals influence on live organisms in biogeochemical conditions of the Bottom Volga and to improvement of ecological conditions, and also considerably to lower expenses for carrying out of researches at the expense of natural experiments quantity reduction.*

**Key words:** *buffer zone, modeling, perceptron, artificial intelligence, identification, biogeochemical conditions, ecosystem, heavy metals.*

Волга – крупнейшая река Европы. Водосборная площадь ее бассейна составляет 1360 тыс. км<sup>2</sup> – почти треть европейской части России. На Волжский бассейн приходится более трети сброса сточных вод в России. Несмотря на высокую обеспеченность региона очистными сооружениями, эффективность их работы крайне низка, в результате чего в водные объекты поступает большое количество загрязняющих веществ. Значительные массы загрязняющих веществ попадают в Волгу по крупным притокам – рекам Ока и Кама. Около 87 % русла р. Волга зарегулировано каскадом водохранилищ. Из восьми крупных гидроуз-

---

---

## **СИСТЕМНЫЙ АНАЛИЗ И МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ**

---

---

лов с водохранилищами четыре (Иваньковское, Угличское, Рыбинское и Горьковское) образуют непрерывный каскад на Верхней Волге. Эти водохранилища вместе с р. Ока формируют 45 % годового стока Волги, еще 45 % стока приходится на бассейн р. Кама. Комплексная оценка качества поверхностных вод бассейна Волги показала, что в большинстве случаев вода оценивалась как «загрязненная» и «грязная».

Главной причиной сокращения численности и исчезновения ряда ценных проходных видов рыб является усиливающееся антропогенное воздействие. Одним из сильных по действию и наиболее распространенным химическим загрязнением является загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами. [6, с. 431]. Существует также проблема бесконтрольного применения микроэлементов в рыболовстве без учета содержания их в среде обитания рыб и в их организмах.

В настоящее время учеными Астраханского государственного университета проводятся исследования в направлениях изучения биогеохимического состояния Нижней Волги [5, с. 21–23, 7, с. 199–200]. Исследователями получены большие объемы экспериментальных данных. Однако сложность учета влияния всего многообразия факторов на ихтиофауну, необходимость проведения для этого дорогостоящих натуральных экспериментов делают актуальной задачу математического и компьютерного моделирования влияния тяжелых металлов на живые организмы в биогеохимических условиях Нижней Волги.

Влияние тяжелых металлов на живые организмы водной экосистемы неоднозначно и определяется их концентрацией. С одной стороны, они являются сильнейшими токсикантами. С другой стороны, многие из них представляют собой микроэлементы, необходимые для обеспечения метаболизма рыб. В.И. Воробьевым разработаны (1968, 1979, 1982, 1993, 2007, 2011 гг.) фундаментальные принципы биогеохимической и эколого-физиологической парадигмы изучения роли минеральных веществ (макро- и микроэлементов) в водных экосистемах и их применения в аквакультуре [8, с. 62–87]. Не всякое количество металла, превышающее предельно допустимую концентрацию, вызывает расстройство экосистемы. При оценке способности экосистемы сопротивляться внешнему токсическому воздействию принято говорить о буферной емкости экосистемы. Под буферной емкостью пресноводных экосистем по отношению к тяжелым металлам понимают такое количество металла-токсиканта, поступление которого существенно не нарушает естественного характера функционирования всей изучаемой экосистемы.

Таким образом, состояние водной экосистемы определяется концентрацией тяжелых металлов и адаптивной способностью среды [2, с. 11–16].

Адаптивная способность водной экосистемы зависит от формы нахождения тяжелых металлов в водной среде: металл в растворенной форме; сорбированный и аккумулированный фитопланктоном, т.е. растительными микроорганизмами; удерживаемый донными отложениями в результате седиментации взвешенных органических и минеральных частиц из водной среды; адсорбированный на поверхности донных отложений непосредственно из водной среды в растворимой форме; находящийся в адсорбированной форме на частицах взвеси.

На формы нахождения тяжелых металлов в водах оказывают влияние гидробионты (например, моллюски), комплексообразующие реагенты, переводящие тяжелый металл в нетоксичную или мало токсичную форму. Интенсивность образования нерастворимых комплексов, расширяющих буферную зону, зависит от объема биомассы, определяемого природно-климатическими условиями (температурой воды, сезоном). Другие компоненты водной среды, взаимодействуя с тяжелыми металлами, образуют органические растворимые соединения, значительно увеличивая токсичность тяжелых металлов. На образование высокотоксичных растворимых органических соединений тяжелых металлов влияет кислотность воды, наличие плесени. Существует еще множество других трудно учитываемых факторов, изменяющих границы буферной зоны. Все это говорит о сложности процессов, протекаю-

щих в поверхностных водах при попадании в них металлов-загрязнителей и целесообразности применения методов моделирования для исследования этих процессов. Для построения модели авторами систематизированы и формализованы факторы влияния тяжелых металлов на состояние водной экосистемы и само состояние ихтиофауны. Схема влияния факторов на содержание тяжелых металлов в водной экосистеме, построенная на основании учения А.П. Виноградова о биогеохимических провинциях, представлена на рис. 1.

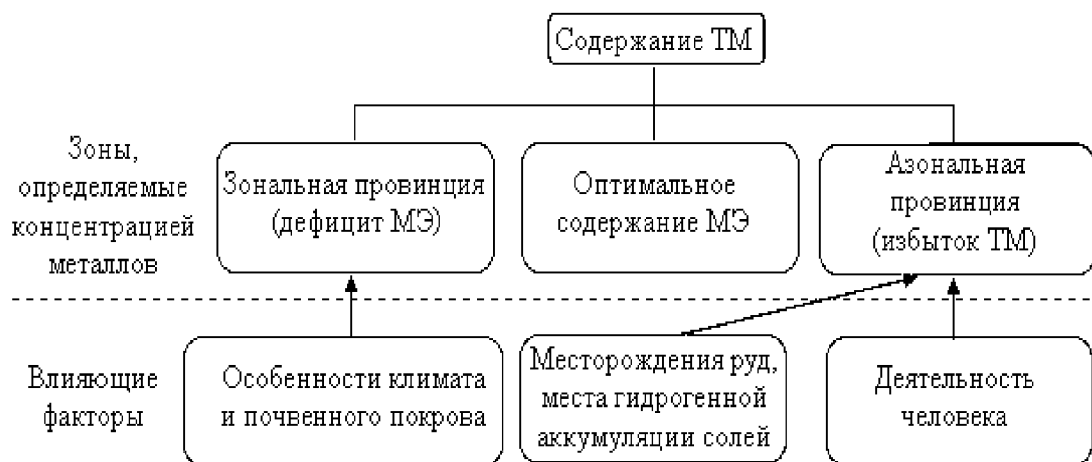


Рис. 1. Схема влияния факторов на образование различных типов биогеохимических провинций

Факторы, влияющие на формы нахождения тяжёлых металлов в водах и, соответственно, на степень адаптации водной экосистемы к тяжелым металлам, систематизированы и сведены в таблице.

Таблица

**Факторы, влияющие на адаптацию водной экосистемы**

Формы нахождения металла в водной экосистеме	Общая концентрация токсиканта	Изменение токсичности	Непосредственно влияющие факторы	Опосредованно влияющие факторы
Металл в растворенной форме (гидратированные ионы металлов)	Не меняется	Возрастает	Интенсификация выделения CO <sub>2</sub> в результате деятельности микроорганизмов	Кислотность воды, сильное зарастание водоемов
Сорбированный и аккумуляционный фитопланктоном, т.е. растительными микроорганизмами	Уменьшается	Уменьшается	Аккумуляционная способность гидробионтов (например, моллюсков)	Сезон, процесс аккумуляции (биоаккумуляции)

## СИСТЕМНЫЙ АНАЛИЗ И МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

Удерживаемый донными отложениями в результате седиментации взвешенных органических и минеральных частиц из водной среды	Уменьшается	Уменьшается	Скорость седиментации взвесей	Размеры и заряд адсорбирующих ионы металла частиц
Адсорбированный на поверхности донных отложений непосредственно из водной среды в растворимой форме	Уменьшается	Уменьшается	Кинетика поглощения ионов металлов	
Находящийся в адсорбированной форме на частицах взвеси	Уменьшается	Уменьшается	Кинетика поглощения ионов металлов	
Связывание ионов металлов в водной среде растворенными органическими веществами	Не меняется	Уменьшается	Растворимые в воде органические вещества – комплексообразующие реагенты	Климатические условия природной зоны Кислотность водной среды Наличие реагентов
Металлорганические соединения	Не меняется	Возрастает	Биологическое метилирование происходит под действием микроорганизмов (плесени)	Кислотность среды

По степени влияния тяжелых металлов на водную экосистему авторы предложенной работы выделили 4 ее состояния (зоны), границы которых определяются концентрацией тяжелых металлов: дефицита микроэлементов, благоприятных условий, адаптации (буферная емкость) и интоксикации (острого и хронического воздействия). Нижняя граница зоны благоприятных условий определяется необходимой концентрацией содержания микроэлементов для обеспечения метаболизма рыб [1, с. 18–21]. За верхнюю границу этой зоны в первом приближении можно принять предельно допустимую концентрацию (ПДК) тяжелого металла. Однако для более точного моделирования нужно учесть адаптацию различных видов рыб к условиям внешней среды [4, с. 21–24, 3, с. 240]. В этом случае она будет зависеть от видового состава рыб. Верхняя граница буферной зоны (зоны адаптации) зависит от множества факторов и может сильно варьировать в зависимости от состава вод, природно-климатических условий и вида рыб. Выработка эффективного управляющего воздействия на водную экосистему с целью исправления экологической ситуации возможна только при точной идентификации ее состояния. Поэтому задача моделирования степени влияния тяжелых металлов на водную экосистему заключается в идентификации ее состояния в зависимости от входных параметров, т.е. относится к классу задач на распознавание образов. В условиях неполной и / или неопределенной информации при отсутствии четких алгоритмов наиболее эффективными признаны нейронные сети. Наиболее простой вариант нейронной сети – перцептрон. Его преимущества – возможность классификации и аппроксимации границ классов, простая реализация и быстрый алгоритм. Поэтому авторами было принято решение о создании модели на основе перцептрона с модификацией его для учета особенностей рассматриваемой предметной области. Классический перцептрон состоит из совокупности чувствительных (сенсорных) элементов (S-элементов), на которые поступают входные

сигналы (рис. 2). S-элементы связаны с совокупностью ассоциативных элементов (A-элементов), выход которых отличается от нуля только тогда, когда возбуждено достаточно большое число S-элементов, воздействующих на один A-элемент. A-элементы соединены с реагирующими элементами (R-элементами) связями, коэффициенты усиления ( $v$ ) которых переменны и изменяются в процессе обучения. Взвешенные комбинации выходов R-элементов составляют реакцию системы, которая указывает на принадлежность распознаваемого объекта определенному образу (состоянию). Для каждого состояния устанавливаются свои R-элементы, а выход каждого такого элемента представляет линейную комбинацию выходов A-элементов.

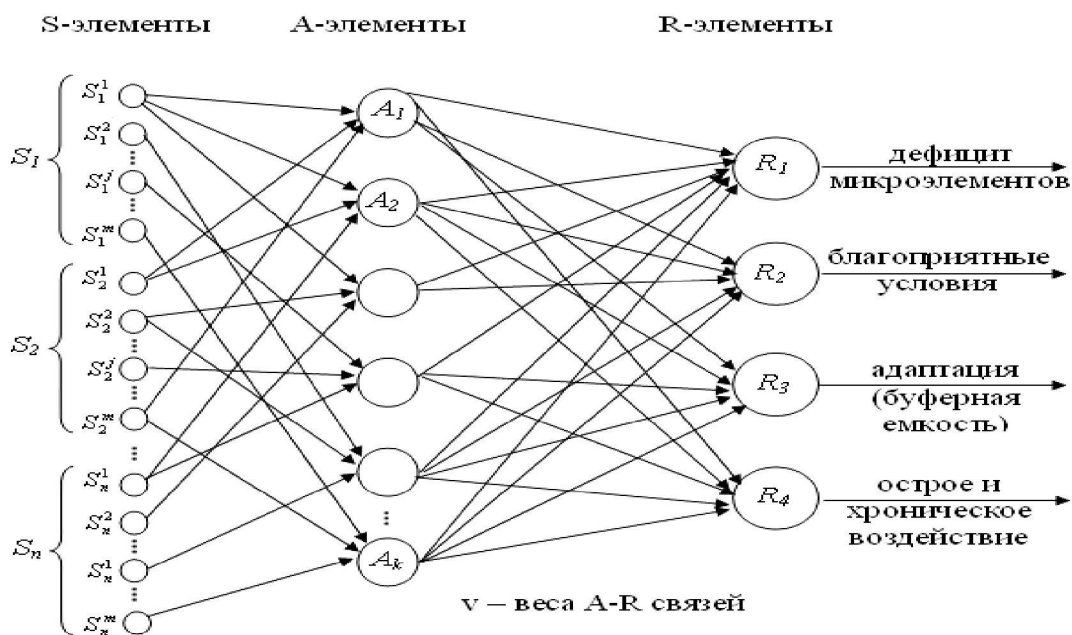


Рис. 2. Модель перцептрона для идентификации состояния водной экосистемы

Все входные параметры подразделяются на количественные и качественные критерии. К количественным критериям относятся температура и кислотность воды, концентрация тяжелого металла и т.п., к качественным – структура и состав водной среды. Качественные критерии определяются экспертами. Каждому значению качественного критерия ставится в соответствие число. Для соизмеримости входных параметров авторами предложено представить сенсорные элементы S в виде триггеров, принимающих логическое значение: 0 или 1. С этой целью непрерывная шкала числовых критериев разбивается на диапазоны при предварительной настройке перцептрона. S-элементы разбиваются на группы:  $S_1, S_2, \dots, S_n$ . Каждая группа S-элементов соответствует одному критерию. Каждому диапазону значений входной величины ставится в соответствие сенсорный элемент, который в процессе работы получает значение 1 в случае попадания входной величины в его диапазон и 0 – в противном случае. Таким образом, непрерывная величина преобразуется в дискретную. Для каждого значения качественного критерия, приведенного к количественному показателю, также определяется свой сенсорный элемент, который работает аналогично.

В отличие от общепринятой модели перцептрона S-элементы соединяются с A-элементами не произвольно. С каждым A-элементом соединяется по одному произвольному сенсорному элементу из каждой группы элементов, т.е. с A-элементом соединяется произвольный набор значений всех критериев. Наборы значений критериев не повторяются.

Для сокращения избыточных (реально не существующих) связей между S- и A-элементами в процессе обучения и работы производится анализ их возбуждения, на осно-

---



---

## СИСТЕМНЫЙ АНАЛИЗ И МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

---



---

ве которого не работающие связи уничтожаются. Каждому R-элементу соответствует одно из четырех состояний водной экосистемы. Коэффициенты усиления  $\nu$  связей между A- и R-элементами вычисляются после обработки каждого эксперимента как количество случаев правильного срабатывания связей за весь период использования перцептрона. В каждом R-элементе суммируются значения  $\nu$  подключенных к нему связей. R-элемент, получивший через связи с A-элементами максимальное значение является идентификатором состояния водной экосистемы. Математическая модель идентификации состояния водной экосистемы *IDM* может быть представлена в виде следующей совокупности:  $IDM = \langle O, W_{ax}, W_{axx}, P \rangle$ , где  $O$  – объект моделирования (процесс идентификации состояния водной экосистемы);  $W_{ax}$  – совокупность входных параметров;  $W_{axx}$  – совокупность выходных параметров;  $P$  – правило перевода. Вектор входных параметров представляет собой совокупность количественных и качественных оценок водной среды:  $W_{ax} := \langle \tau; \omega \rangle$ , где  $\tau$  – количественные оценки (показания приборов);  $\omega$  – качественные показатели (экспертные оценки). Все входные параметры должны быть переведены в булевы. Для качественных показателей этот перевод осуществляется в 2 этапа, для количественных – в 1. Правило перевода  $P := \langle \sigma; \lambda \rangle$ , где  $\sigma$  – правило перевода качественных показателей в количественные (шкалирование качественных показателей)  $\omega \xrightarrow{\sigma(\omega)} \tilde{\tau} \subset N$ ,  $\lambda$  – правило перевода всех количественных оценок в булевы. Значение S-элемента определяется по формуле:

$S_i^j = \begin{cases} 1, & \text{если } \tau \subset [a, b] \vee \tilde{\tau} \subset [a, b] \\ 0, & \text{в противном случае} \end{cases}$ . Значение k-го A-элемента определяется по формуле:

$A_k = \Theta_k + \sum_{i=1}^n S_i^j$ , где  $\Theta_k$  – порог чувствительности A-элемента,  $S_i^j$  может быть 0 или 1,  $n$  – количество критериев (групп сенсорных элементов).

Значение R-элемента может быть получено по следующей формуле:

$R_p = \Theta_p + \sum_{k=1}^m \nu_{kp} A_k$ , где  $\Theta_p$  – порог чувствительности R-элемента,  $A_k$  – значение

A-элемента,  $m$  – количество A-элементов,  $\nu_{kp}$  – вес связи от элемента  $A_k$  к элементу  $R_p$  (определяется на основании опыта обучения и автоматически подстраивается в процессе адаптации).

На основе модели идентификации водной экосистемы авторами разработаны функциональная (рис. 2) и информационно-логическая модели (рис. 3) информационной системы для исследования влияния тяжелых металлов на живые организмы.

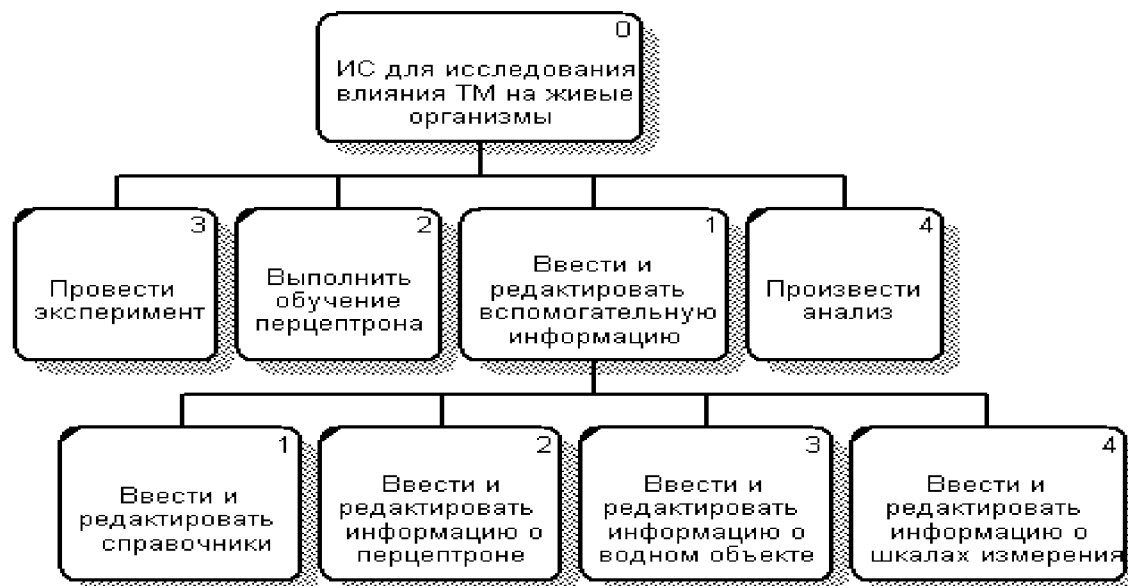


Рис. 3. Диаграмма дерева узлов информационной системы для исследования влияния тяжелых металлов на живые организмы

В настоящее время авторами разрабатывается программное обеспечение по предложенной ими модели идентификации состояния водной экосистемы.

На основе анализа предметной области авторами систематизированы факторы, влияющие на состояние ихтиофауны, классифицированы состояния водной экосистемы, разработана математическая модель для их идентификации на основе модифицированного перцептрона, определены качественные и количественные входные параметры системы, разработаны функциональная и информационно-логическая модели информационной системы для исследования влияния тяжелых металлов на живые организмы с целью создания проблемно-ориентированного программного обеспечения. Адекватность модели будет определена в процессе опытной эксплуатации информационной системы.

Практическое применение разрабатываемого авторами программного обеспечения на основе предложенной модели перцептрона позволит решить следующие задачи: значительное сокращение количества натуральных экспериментов для идентификации состояния водной экосистемы; прогноз состояния водной экосистемы; анализ границ буферной зоны по известному состоянию экосистемы (обратную задачу); выбор наиболее эффективных средств и методов для улучшения экологического состояния среды; определение вида рыбы для разведения в том или ином водоеме; определение оптимального водоема для разведения определенного вида рыбы; создание условий в искусственных водоемах, близких к естественному месту обитания рыб; определение оптимального количества микроэлементов, применяемых в рыбоводстве с учетом содержания их в среде обитания рыб и в их организмах.

#### Список литературы

1. Воробьев Д. В. Влияние температуры на физиологический механизм обмена цинка при его различном поступлении в организм белого амура / Д. В. Воробьев // Естественные науки. – 2008. – № 1 (22). – С. 18–21.
2. Воробьев Д. В. Динамика тяжелых металлов в основных компонентах экосистем дельты р. Волги / Д. В. Воробьев // Естественные науки. – 2007. – № 3 (20). – С. 11–16.
3. Воробьев Д. В. Физиолого-биохимические основы применения микроэлементов в аквакультуре / Д. В. Воробьев, В. И. Воробьев, В. И. Кириллов. – Астрахань : ЦНЕЭП, 2008. – С. 240.



---

---

## СИСТЕМНЫЙ АНАЛИЗ И МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

---

---

4. Воробьев Д. В. Физиологическая характеристика карповых рыб в условиях дельты р. Волги / Д. В. Воробьев, В. И. Воробьев // *Естественные науки*. – 2008. – № 1 (22). – С. 21–24.
5. Воробьев В. И. Эколого-биологические основы применения микроэлементов в рыбоводстве : автореф. дис. ... д-ра биол. наук / В. И. Воробьев. – М. : МГУ, 1982. – С. 21–23.
6. Костров Б. П. Загрязнение металлами вод и рыб среднего Каспия / Б. П. Костров, А. Н. Панарин // *Первый конгресс ихтиологов России*. – Астрахань – М. : ВНИРО, 1997. – С. 431.
7. Шелухин Г. К. Некоторые результаты эколого-биохимического мониторинга осетровых в каспийском море / Г. К. Шелухин, А. Р. Шигапова // *Экологическая физиология и биохимия рыб : тез. докл.* – Ярославль, 2000. – С. 199–200.
8. Эйхенберг Э. Взаимосвязь между необходимостью и токсичностью металлов в водных экосистемах / Э. Эйхенберг // *Некоторые вопросы токсичности ионов металлов*. – М. : Мир, 1993. – С. 62–87.

### References

1. Vorob'ev D. V. Vlijanie temperatury na fiziologicheskij mehanizm obmena cinka pri ego razlichnom postuplenii v organizm belogo amura / D. V. Vorob'ev // *Estestvennye nauki*. – 2008. – № 1 (22). – S. 18–21.
2. Vorob'ev D. V. Dinamika tjazhelyh metallov v osnovnyh komponentah jekosistem del'ty r. Volgi / D. V. Vorob'ev // *Estestvennye nauki*. – 2007. – № 3 (20). – S. 11–16.
3. Vorob'ev D. V. Fiziologo-biohimicheskie osnovy primeneniya mikrojelementov v akvakul'ture / D. V. Vorob'ev, V. I. Vorob'ev, V. I. Kirillov // *Astrahan' : CNEJeP*, 2008. – S. 240.
4. Vorob'ev D. V. Fiziologicheskaja harakteristika karpovyh ryb v uslovijah del'ty r. Volgi / D. V. Vorob'ev, V. I. Vorob'ev // *Estestvennye nauki*. – 2008. – № 1 (22). – S. 21–24.
5. Vorob'ev V. I. Jekologo-biologicheskie osnovy primeneniya mikrojelementov v rybovodstve : avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk / V. I. Vorob'ev. – M. : MGU, 1982. – S. 21–23.
6. Kostrov B. P. Zagryznenie metallami vod i ryb srednego Kaspija / B. P. Kostrov, A. N. Panarin // *Pervyj kongress ihtiologov Rossii*. – Astrahan' – M. : VNIRO, 1997. – S. 431.
7. Sheluhin G. K. Nekotorye rezul'taty jekologo-biohimicheskogo monitoringa osetrovyh v kaspiskom more / G. K. Sheluhin, A. R. Shigapova // *Jekologicheskaja fiziologija i biohimija ryb : tez. dokl.* – Jaroslav', 2000. – S. 199–200.
8. Jejhenberg Je. Vzaimosvjaz' mezhdju neobhodimost'ju i toksichnost'ju metallov v vodnyh jekosistemah / Je. Jejhenberg // *Nekotorye voprosy toksichnosti ionov metallov*. – M. : Mir, 1993. – S. 62–87.

УДК 681.51.011

### МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ МАГНИТООПТИЧЕСКОГО ПРЕОБРАЗОВАТЕЛЯ ТОКА

*Ураксеев Марат Абдуллович, доктор технических наук, профессор, Уфимский государственный авиационный технический университет, 453000, Республика Башкортостан, г. Уфа, ул. К. Маркса, 12, e-mail: uma1941@mail.ru.*

*Авдонина Надежда Алексеевна, кандидат технических наук, филиал Уфимского государственного авиационного технического университета в г. Кумертау, 453300, Республика Башкортостан, г. Кумертау, ул. К. Маркса, 24, e-mail: nadavd672@mail.ru.*

*Определено состояние поляризации световой волны на выходе оптической системы под действием эффекта Фарадея, где наблюдаемыми величинами являются поворот плоскости поляризации линейно поляризованного излучения, его эллиптичность и изменение его интенсивности при прохождении через магнитоактивный элемент (МАЭ). Показано, что в отсутствие внешнего магнитного поля интенсивность светового излучения определяется по закону Малюса, а при воздействии внешнего магнитного поля плоскость поляризации*